

DOI: 10.13930/j.cnki.cjea.150636

# 水氮添加对内蒙古多伦县退耕还草地生物量、 生产力及其分配的影响\*

张金凤<sup>1,2</sup> 徐雨晴<sup>3</sup>

(1. 中国科学院植物研究所植被数量生态重点实验室 北京 100093; 2. 福建师范大学地理科学学院 福州 350007;  
3. 中国气象局国家气候中心 北京 100081)

**摘 要** 以内蒙古多伦县退耕还草地为研究对象, 调查了施肥[N10: 10 g(N)·m<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup>]和加水(180 mm·a<sup>-1</sup>)对其植被生物量、生产力和分配方式的影响, 并与围封草地作比较。结果发现: 1)施肥使退耕还草地地上生物量增加近 1 倍; 加水使退耕还草地地上生物量提高 17%~37%, 但未达到统计显著性; 2)无论施肥还是加水都没有显著影响退耕还草地地下生物量, 加水使其地下净初级生产力(BNPP)提高 35%~90%; 3)施肥降低了退耕还草地根冠比和地下、地上净初级生产力比(BNPP/ANPP), 而降水增加对两个指标无显著影响; 4)施肥使退耕还草地禾草类植物比例增加, 生物量均匀度降低; 加水处理后, 退耕还草地的杂类草生物量提高 128%, 而优势种猪毛蒿(*Artemisia scoparia*)和蒙古冰草(*Agropyron mongolicum*)的地上生物量对加水处理不敏感; 5)水肥处理后, 退耕还草地总生产力、根冠比和生物量远小于围封草地。表明水氮添加对退耕还草地生物量的影响主要在地上部分, 且与物种组成有关。

**关键词** 退耕还草地 施肥 增加降水 植被恢复 群落组成 生物量分配 草地生物量  
中图分类号: S152.7; S512.1 文献标识码: A 文章编号: 1671-3990(2016)02-0192-09

## Responses of plant biomass and net primary production to nitrogen fertilization and increased precipitation in re-grassed croplands in Duolun County of Inner Mongolia, China

ZHANG Jinfeng<sup>1,2</sup>, XU Yuqing<sup>3</sup>

(1. Laboratory of Quantitative Vegetation Ecology, Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093, China;  
2. College of Geographical Sciences, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China; 3. National Climate Center, China  
Meteorological Administration, Beijing 100081, China)

**Abstract** Biomass and NPP (net primary productivity) are the primary data which describe the structure and function of ecosystems. The allocations of biomass and NPP are related to nutrient, water use efficiencies and the ability to resist erosion of ecosystems. Excessive farming has intensified wind-erosion desertification in northern China, which has not only affected local economic development and ecological conditions, but also posed threat to the ecological state of the inland areas. Re-grassing abandoned croplands has been a common measure to prevent wind-erosion-caused desertification in the agro-pastoral ecotone of northern China. Grassland vegetation is very sensitive to nitrogen and water in arid and semiarid areas, but is unclear whether and how nitrogen (N) fertilization and increased precipitation affect the restoration of vegetation in re-grassed croplands. The responses of biomass and NPP to N fertilization [N10: 10 g(N)·m<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup>] and irrigation (irrigation amount was 180 mm to simulate 50% increase in precipitation) were investigated in a re-grassed abandoned cropland in

\* 国家自然科学基金项目(31200475)和福建省教育厅科研项目(JA12085)资助

张金凤, 主要研究方向为恢复生态学。E-mail: cn38056@163.com

收稿日期: 2015-05-29 接受日期: 2015-09-14

\* This study was supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 31200475) and Foundation of Education Department of Fujian Province (No. JA12085).

Corresponding author, ZHANG Jinfeng, E-mail: cn38056@163.com

Received May 29, 2015; accepted Sep. 14, 2015

Duolun County of Inner Mongolia, China. The results showed that fertilization increased the aboveground biomass of re-grassed croplands by nearly 100% while irrigation increased aboveground biomass by only 17%–37%. Either fertilization or irrigation had no significant effect on belowground biomass in re-grassed croplands ( $P > 0.05$ ) while irrigation enhanced belowground NPP (BNPP) by 35%–90%. Fertilization reduced root-to-shoot ratio ( $R : S$ ) and ratio of BNPP to aboveground NPP (ANPP) in re-grassed cropland but increased precipitation had no significant effect on the two indicators ( $P > 0.05$ ). The dominant species (*Agropyron mongolicum* and *Artemisia scoparia*) had significant positive responses to fertilization, respectively with 130% and 70% increase in biomass in the second year. However, fertilization had no significant effect on biomass of forbs ( $P > 0.05$ ). Asymmetric competition for fertilizer among plant species increased the proportion of perennial grass and decreased the proportion of forbs in vegetation community of re-grassed cropland. In contrast, forbs were very sensitive to irrigation, with 128% increase in biomass in the second year of treatments. Increased precipitation enhanced the proportion of forbs in the community by 13%. *A. mongolicum* and *A. scoparia* biomass was not affected by increased summer precipitation. Belowground biomass, BNPP, total NPP (TNPP) and  $R : S$  ratio of treated or untreated re-grassed croplands were much lower than those of fenced grassland. The results indicated that fertilization significantly increased aboveground biomass and changed the proportions of biomass and NPP in re-grassed farmlands. The results also suggested that increased precipitation hastened vegetation restoration in abandoned croplands. This strongly depended on functional types of dominant species due to the distinct sensitivity of plant species to increased precipitation.

**Keywords** Re-grassing cropland; Fertilization; Increased precipitation; Vegetation restoration; Community composition; Biomass allocation; Biomass of grassland

生物量和生产力是生态系统结构和功能的基本数据,也是评价退化生态系统恢复成功与否的一个重要标准<sup>[1]</sup>。草地生物量分配随环境变化表现出极强可塑性,在群落尺度上,生物量分配通过影响物种间竞争和共存,影响群落的构建、结构和功能<sup>[2–3]</sup>;而根冠比则影响草地水分养分利用效率、土壤抗侵蚀能力和生态系统利用资源的方式<sup>[4–5]</sup>。研究生物量、生产力及其分配的变化对退耕还草地生态功能的恢复有特别重要意义。

干旱半干旱生态系统的初级生产力较低,对增雨和施氮的响应尤为敏感<sup>[6]</sup>。众多研究表明,草地生产力的时空变异与降水变化密切相关。而草地生产力对人工模拟降水变化的反应非常复杂,这可能与草地类型和滞后效应有关<sup>[7–8]</sup>。相对来说,氮添加对草地生产力影响较为一致。如潘庆民等<sup>[9]</sup>在内蒙古羊草草原、于占源等<sup>[10]</sup>在科尔沁沙质草地、陈小燕等<sup>[11]</sup>在黄土高原草地及辛小娟<sup>[12]</sup>在高寒草甸的研究都发现施肥显著增加了群落生物量。然而这些研究主要揭示了地上生物量、生产力对水或肥添加的响应,对地下生物量、生产力的响应及生物量分配变化的理解非常有限。并且以往研究主要以植被发育良好的天然草地为研究对象。种群水平上的研究揭示,植物生物量对降水变化和施肥的响应因物种而异<sup>[13–14]</sup>。退耕还草地群落结构简单,植物组成与自然草地有极大差别,而有关水肥变化对退耕还草地生物量、生产力及其分配影响的研究仍不多见。

在北方农牧交错带,过度农耕导致的风蚀荒漠化除对当地经济和生态造成严重影响外,还对我国

内陆地区的生态状况构成了严重威胁。2000 年来,国家实施农牧交错带退耕还林还草工程。但退耕还草后植被恢复的速度非常缓慢或出现退化现象<sup>[15]</sup>。本研究以内蒙古多伦县退耕还草地为研究对象,调查了植被生物量、生产力及其分配对水肥处理的响应,并与围封草地作比较,试图揭示半干旱区退耕还草地植被水肥反应特征及机理,为促进本区退耕地植被快速稳定恢复、防止土壤沙化提供生产管理建议和科学依据。

## 1 试验设计与方法

### 1.1 试验地和试验设计

试验地位于内蒙古锡林郭勒盟中国科学院多伦恢复生态站附近(42°02'27"N, 116°17'59"E)。气候类型为温带半干旱季风气候,年降水量 389 mm,其中 70%分布在 6—8 月份,年平均气温 1.9 °C。本研究中的退耕还草地于 20 世纪 70 年代末由草地开垦为农田,种植春小麦(*Triticum aestivum*)、荞麦(*Fagopyrum esculentum*)、胡麻(*Linum usitatissimum*)等,无施肥和灌溉历史。2000 年退耕,带状混播蒙古冰草(*Agropyron mongolicum*)和紫花苜蓿(*Medicago sativa*),优势种为人工种植的蒙古冰草及天然生猪毛蒿(*Artemisia scoparia*),土壤类型为栗钙土。

本研究共包括 4 个处理,即: 1)不施肥和不加水的退耕还草地(对照, AC); 2)加水的退耕还草地(模拟夏季降水增加, ACW),加水量约为年平均降水量的 50%; 3)施肥的退耕还草地(ACN),施肥量为 10 g (N)·m<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup>; 4)用于与自然恢复进行比较的围封

草地(GL)。围封草地与开垦前的退耕地具有一致的土壤和植物背景: 土壤类型为栗钙土, 植被优势种为克氏针茅(*Stipa krylovii*)、冰草(*Agropyron cristatum*)和冷蒿(*Artemisia frigida*)。增水采用喷灌的方式进行, 每个生长季内(6月上旬至8月下旬), 每周添加 15 mm 水分, 分 12 周, 共添加水分 180 mm, 为该地区年均降水量的 1/2<sup>[16]</sup>。肥料分两次人工撒施, 分别在 5 月底和 7 月中旬, 每次施肥量为总量的一半, 即 5 g(N)·m<sup>-2</sup>。施肥和灌溉处理从 2005 年开始, 试验小区面积 8 m×8 m, 所有处理重复 7 次。

## 1.2 研究方法

### 1.2.1 地上生物量测定

在草地、农田等生长周期较短的生态系统, 植被地上生物量在生长期有一最高值, 这个最高生物量可以用来计算地上年净初级生产力(ANPP)<sup>[17]</sup>。最高生物量测定采用“收获法”: 2005 年和 2006 年 8 月 20 日左右, 在每个处理小区用 2 m×0.15 m 样方框随机选择 1 个样方, 分种剪齐至地面, 并收集枯落物放入纸袋, 记录。收集的生物量样品于 75 °C 烘箱内烘干至恒重, 称重, 总生物量为各物种干重之和。

根据生活型和植物分类, 将样方内的所有物种分成 5 个类群: 多年生禾草、一年生禾草、多年生杂类草、一二年生杂类草和半灌木。不同类群生物量占群落生物量的比例按每个类群物种生物量干重占总生物量百分比计算。

物种丰富度和群落生物量均匀度分别用 Patrick 指数( $P$ )和 Alatalo 指数( $E_a$ )测度, 其计算公式为:

$$P = S \quad (1)$$

$$E_a = \frac{(\sum P_i^2)^{-1} - 1}{\exp(-\sum P_i \ln P_i - 1)} \quad (2)$$

$$P_i = \frac{N_i}{N} \quad (3)$$

式中:  $S$  为样方内物种数,  $N_i$  为样方内第  $i$  种生物量,  $N$  为样方中所有种生物量总和。

### 1.2.2 地下生物量和生产力测定

地下净初级生产力(BNPP)估计用“内生长土芯法”<sup>[18]</sup>。2005 年和 2006 年均在生长季节开始前(5 月), 用根钻(7.5 cm)在每个处理小区内随机选取 2 个点, 分 3 层(0~10 cm、10~20 cm、20~40 cm)挖取土壤, 用 1 mm 的土壤筛将根从土壤中分离取走, 再把无根土回填到原来的土层中并对其进行标记。在每年的生长季末(9 月下旬), 在原来标记的去根系的地方用内径 6 cm 的根钻用同样的方法取土, 放入 100 目网袋中将根冲洗干净。清洗干净的根系装入纸袋, 于 75 °C 烘干至恒重, 称重。通过得到的数据估算单位面积 BNPP。

地下生物量用“根钻法”测定。2006 年 9 月下旬, 在每个小区内随机选两个点, 用 6 cm 直径根钻分 0~10 cm、10~20 cm、20~40 cm 挖取土壤, 放入 100 目网袋中将根冲洗干净。冲洗干净的根放入纸袋, 作好记录, 于 75 °C 烘箱内烘干至恒重, 然后称重, 估算地下生物量。

## 1.3 数据分析

围封草地和不同处理(施肥、加水和对照)退耕还草地均值差异用 SPSS 13.0 中的最小显著差法(LSD)进行统计分析, 显著性水平用  $P$  值表示, 当  $P < 0.05$  认为达到统计显著性。

## 2 结果与分析

### 2.1 不同水氮处理下退耕还草地植被地上生物量

#### 2.1.1 地上生物量

2005 年、2006 年围封草地(GL)地上生物量分别为 114.9 g·m<sup>-2</sup> 和 120.5 g·m<sup>-2</sup>。不施肥、不加水退耕还草地(AC)的生物量 2005 年比 GL 高 39%( $P=0.12$ ), 2006 年与 GL 无显著差别; 施用氮肥后的退耕还草地(ACN)生物量 2005 年比 AC 高 51%, 2006 年比 AC 高 92%(图 1,  $P < 0.05$ )。加水退耕还草地(ACW)的生物量 2005 年比 AC 高 17%, 2006 年比 AC 高 37%(图 1), 但均未达到统计显著性( $P$  分别为 0.32 和 0.10)。

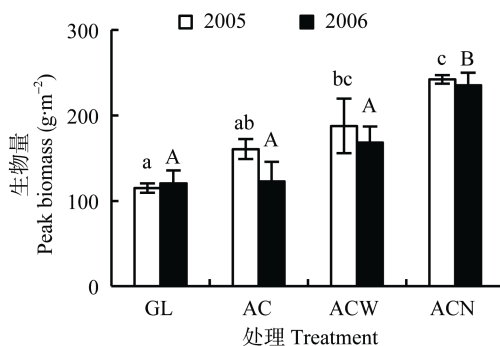


图 1 2005 年和 2006 年围封草地和不同水氮处理退耕还草地地上生物量

Fig. 1 Above-ground biomass of fenced grassland and grasslands returned from cropland with nitrogen or water addition in 2005 and 2006

GL: 围封草地; AC: 不施肥和不加水的退耕还草地; ACW: 加水的退耕还草地(加水量为年平均降水量的 50%, 180 mm); ACN: 施肥的退耕还草地[尿素, 施肥量为 10 g(N)·m<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup>]. 不同小写字母表示 2005 年处理间差异显著( $P < 0.05$ ), 不同大写字母表示 2006 年处理间差异显著( $P < 0.05$ ). 下同. GL: fenced grassland; AC: grassland returned from cropland without water and nitrogen addition; ACW: grassland returned from cropland with water addition (simulating 50% increase in rainfall, 180 mm); ACN: grassland returned from cropland with nitrogen addition [urea, the application rate is 10 g(N)·m<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup>]. Different lowercases indicate significant difference at 0.05 level among treatments in 2005. Different capital letters indicate significant difference at 0.05 level treatments in 2006. The same below.

施氮后, 退耕还草地的两个优势种——蒙古冰草和猪毛蒿生物量均提高(图 2a,b)。与不施肥、不加水的退耕还草地(AC)相比, 施氮后(ACN)蒙古冰草生物量在 2005 年从 110.2 g·m<sup>-2</sup> 提高到 155.1 g·m<sup>-2</sup> ( $P=0.07$ ), 2006 年从 69.9 g·m<sup>-2</sup> 提高到 160.8 g·m<sup>-2</sup> ( $P=0.03$ ); 2005 年猪毛蒿生物量从 18.4 g·m<sup>-2</sup> 提高到 73.4 g·m<sup>-2</sup> (图 2b,  $P=0.05$ ), 2006 年从 30.7 g·m<sup>-2</sup> 提高到 52.4 g·m<sup>-2</sup> ( $P>0.05$ )。施肥 2 年后, 蒙古冰草的生物量

和相对增加量(130%)都高于猪毛蒿(70%), 说明持续增施氮肥条件下, 蒙古冰草比猪毛蒿有更强的生长优势。施氮肥对杂类草生物量无显著影响(图 2c)。

加水对蒙古冰草和猪毛蒿地上生物量均无显著影响(图 2,  $P>0.05$ )。加水处理 2 年后, 多年生杂类草生物量比对照小区高 128%, 但差异不显著(图 2c)。这可能与退耕还草地杂类草生物量低, 分布不均匀, 导致重复间变异大有关。

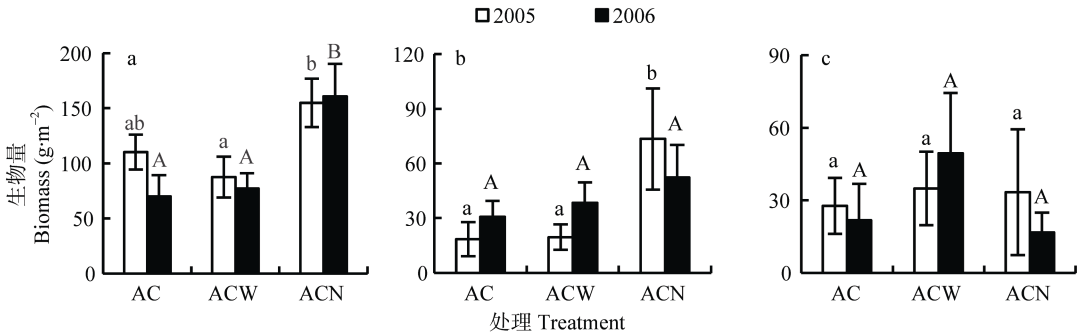


图 2 2005 年和 2006 年不同水氮处理后退耕还草地蒙古冰草(a)、猪毛蒿(b)和多年生杂类草(c)生物量变化  
Fig. 2 Responses of biomasses of *Agropyron mongolicum* (a), *Artemisia scoparia* (b) and perennial forbs (c) of grasslands returned from cropland to water or nitrogen addition in 2005 and 2006

2.1.2 不同植物类群生物量占群落生物量的比例  
围封草地(GL)植物类群组成中, 多年生禾草、多年生杂类草和半灌木的生物量组成比例 2005 年和 2006 年分别为 39%和 36%、53%和 45%、7%和 18%。一年生植物比例很低, 不到 1%(表 1)。退耕还草地植物类群生物量组成与围封草地(GL)差别较大。其中, 不施氮、不加水退耕还草地(AC)的多年

生禾草比例 2005 年、2006 年分别为 70%和 55%(以蒙古冰草为主), 多年生杂类草[主要是紫花苜蓿、二裂委陵菜 (*Potentilla bifurca*)、苣荬菜 (*Sonchus brachyotus*)]比例均为 15%, 一年生杂类草为 12%和 29%(以猪毛蒿为主), 一年生禾草约 2%(以狗尾草为主)。施肥倾向于减少多年生杂类草生物量比例, 而加水则增加该类群植物的生物量比例(表 1)。

表 1 2005 年和 2006 年围封草地和不同水氮处理退耕还草地植被生物量组成比例  
Table 1 Biomass composition of vegetation in fenced grassland and grasslands returned from cropland with nitrogen or water addition in 2005 and 2006 %

处理 Treatment	2005					2006				
	多年生禾草 Perennial grass	多年生杂类草 Perennial forbs	一年生杂类草 Annual forbs	一年生禾草 Annual grass	半灌木 Semi-shrub	多年生禾草 Perennial grass	多年生杂类草 Perennial forbs	一年生杂类草 Annual forbs	一年生禾草 Annual grass	半灌木 Semi-shrub
GL	39±4a	53±8a	1±0b	0a	7±4a	36±3b	45±8a	1±1a	0a	18±6a
AC	70±8a	15±5b	12±7ab	3±1a	0b	55±9ab	15±8b	29±1b	1±0a	0b
ACW	62±11a	23±11ab	12±5ab	3±2a	0b	37±13b	28±13ab	22±6b	13±12a	0b
ACN	53±14a	13±11b	31±10a	3±2a	0b	68±9a	7±3b	23±8b	2±2a	0b

同列不同小写字母表示处理间差异显著( $P<0.05$ ), 下同。Different small letters in the same column mean significant difference at 0.05 level among treatments. The same below.

2.1.3 群落生物量均匀度  
不施氮、不加水退耕还草地(AC)的物种丰富度 2005 年为 6.0, 2006 年为 4.8。水添加处理 2 年后退耕还草地(ACW)物种丰富度显著高于 AC, 而加氮退耕还草地(ACN)物种丰富度与 AC 无显著差异。AC 和 ACN 的物种丰富度低于围封草地(GL), ACW 的物种丰富度与 GL 无显著差别。AC 的生物量均匀

度指数 2005 年为 1.0, 2006 年为 1.2。ACW 和 ACN 的生物量均匀度在处理两年内与 AC 均无显著差别。3 种退耕还草地(AC、ACW 和 ACN)的生物量均匀度均低于 GL(图 3,  $P<0.05$ )。

2.2 不同水氮处理下退耕还草地植被地下生物量  
和生产力  
无论围封草地还是退耕还草地地下生物量均随



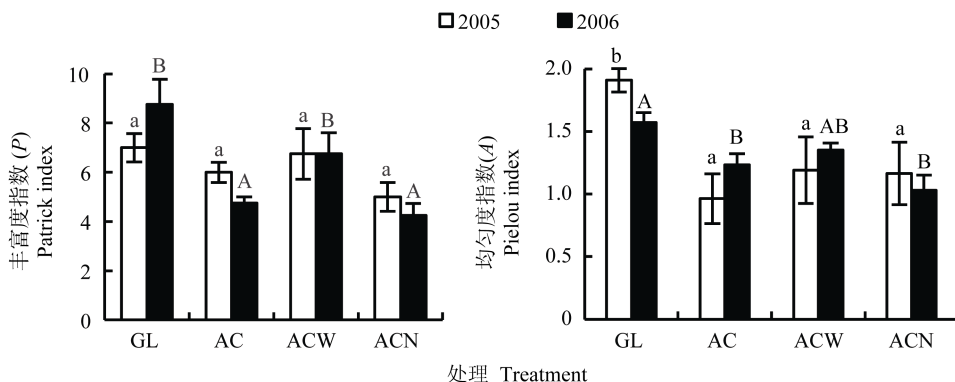


图3 2005年和2006年围封草地和不同水氮处理退耕还草地物种丰富度和生物量均匀度

Fig. 3 Species richness and biomass evenness of fenced grassland and grasslands returned from cropland with nitrogen or water addition in 2005 and 2006

土层增加而下降,但退耕还草地地下生物量倾向于更深层分布(表2)。围封草地(GL)0~10 cm、10~20 cm、20~40 cm的根系生物量占0~40 cm土层总生物量的60%、20%和20%,而退耕还草地3土层比例分别为52%、20%和28%(3种退耕还草地的平均值)。退耕还草地的地下生物量低于围封草地,AC(不施氮、不加水退耕还草地)、ACW(加水退耕还草地)和ACN(施氮退耕还草地)0~40 cm的地下生物量分别为围封草地的47%、52%和50%。施氮和加水没有显著影响退耕还草地地下生物量( $P>0.05$ )。

与地下生物量垂直分布趋势类似,地下生产力也表现出明显分层特征(表3)。围封草地(GL)2005年和2006年地下生产力0~10 cm、10~20 cm、20~40 cm组成比例分别为69%和51%、20%和27%、11%和21%。退耕还草地地下生产力深层比例更高,2005年

和2006年3个土层组成比例分别为45%和48%、22%和26%、32%和26%(3种退耕还草地的平均值)。施肥没有显著影响退耕还草地地下生产力( $P>0.05$ ),加水使退耕还草地0~40 cm地下生产力2005年增加90%,2006年增加35%( $P<0.05$ )。

### 2.3 不同水氮处理下退耕还草地植被总生物量和生产力

围封草地(GL)总生物量( $1789.5 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ )和总生产力(2005年为 $741.0 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ,2006年为 $652.9 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ )远高于3种退耕还草地(图4)。施肥和加水提高了退耕还草地地上生物量(图1),但对总生物量和总初级生产力影响均不显著(图4),这与地下生物量在总生物量组成比例中较高,且变异性大有关。施肥和加水处理两年后,退耕还草地总生产力分别增加37%和41%(图4)。

表2 围封草地和不同水氮处理退耕还草地不同土层地下生物量

Table 2 Below-ground biomass at different soil depths of fenced grassland and grasslands returned from cropland with nitrogen or water addition  $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$

处理 Treatment	土层 Soil depth (cm)			
	0~10	10~20	20~40	0~40
GL	1010.41±67.79a	331.96±61.94a	348.59±40.58a	1690.96±157.06a
AC	369.40±12.52b	156.80±8.28b	266.39±31.83b	792.60±33.92b
ACW	487.20±67.79b	183.77±15.60b	201.23±23.47b	872.21±103.15b
ACN	461.74±103.22b	169.06±18.60b	221.85±30.57b	852.65±132.86b

表3 2005年和2006年围封草地和不同水氮处理退耕还草地不同土层地下净初级生产力

Table 3 Below-ground net primary productivity (BNPP) at different soil depths of fenced grassland and grasslands returned from cropland with nitrogen or water addition in 2005 and 2006  $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$

处理 Treatment	2005				2006			
	土层 Soil depth (cm)				土层 Soil depth (cm)			
	0~10	10~20	20~40	0~40	0~10	10~20	20~40	0~40
GL	426.50±37.61a	125.23±44.31a	67.26±17.80b	618.99±53.10a	266.15±27.95a	142.44±21.26a	110.78±21.13a	519.38±50.10a
AC	83.95±25.55b	36.20±4.40b	38.92±9.43b	159.07±23.87c	156.37±36.70b	59.82±5.70c	77.50±9.61a	293.69±40.12c
ACW	141.73±50.50b	45.89±8.13b	118.53±24.56a	306.16±70.53b	187.25±31.00ab	109.47±15.17b	99.61±5.35a	396.33±34.08b
ACN	64.01±17.74b	60.76±4.11ab	48.89±12.68b	173.67±28.18bc	128.25±21.43b	83.11±14.02bc	82.97±7.30a	294.32±38.15c

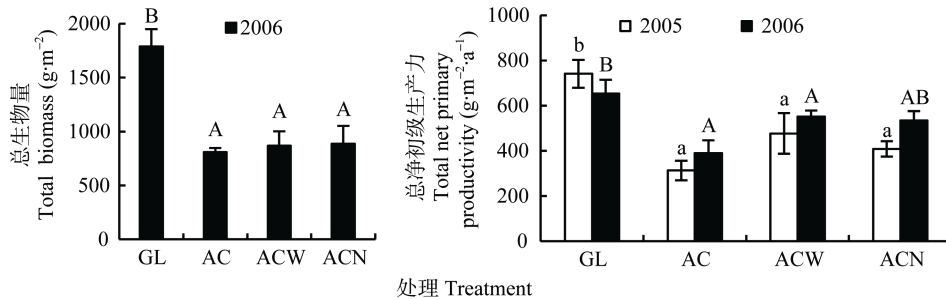


图 4 2005 年和 2006 年围封草地和不同处理退耕还草地总生物量和生产力

Fig. 4 Total biomass and total net primary productivity (NPP) of fenced grassland and grasslands returned from cropland with nitrogen or water addition in 2005 and 2006

## 2.4 不同水氮处理下退耕还草地植被地下地上生物量比(R/S)和生产力比(BNPP/ANPP)

围封草地(GL)地下地上生物量比(R/S)为 15.7 (图 5), 不施肥、不加水退耕还草地(AC)的 R/S 仅为

7.3, 施肥后退耕还草地(ACN)根冠比下降到 3.8。与 R/S 类似, 退耕还草地的 BNPP/ANPP(0.9~2.3)远小于围封草地(4.4~5.5), ACN 的 BNPP/ANPP 下降到 0.9~1.3(图 5)。

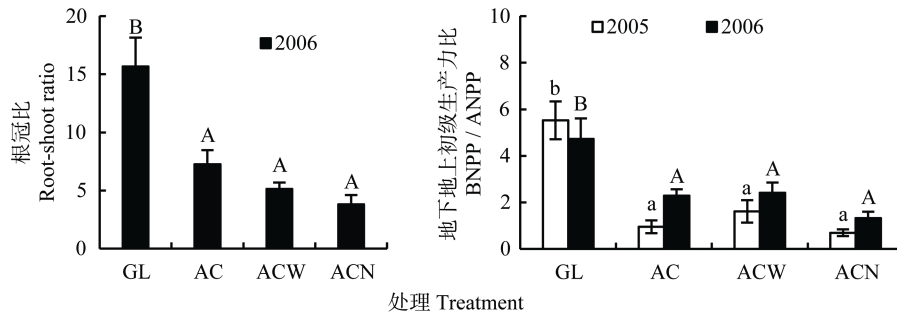


图 5 2005 年和 2006 年围封草地和不同处理退耕还草地根冠比和地下地上生产力比

Fig. 5 Root-shoot ratio (R/S) and ratio of belowground to aboveground net primary productivity (BNPP/ANPP) of fenced grassland and grasslands returned from cropland with nitrogen or water addition in 2005 and 2006

## 3 讨论

### 3.1 退耕还草后生物量恢复

退耕还草地有两大优势种: 自然恢复的猪毛蒿和人工种植的蒙古冰草。退耕 5 年后, 猪毛蒿盖度<sup>[16]</sup>和生物量都较低, 说明半干旱区退耕地植被自然恢复进程缓慢。播种蒙古冰草和紫花苜蓿后, 蒙古冰草的盖度<sup>[16]</sup>和生物量都高于猪毛蒿, 成为第 1 优势种, 因此人工种草一定程度上促进了植被恢复。但由于播种方式、密度和养分限制, 退耕还草 5 年后, 地表植被和枯落物盖度仍很低, 仅 53%<sup>[16]</sup>。

退耕还草地植被盖度低于围封草地<sup>[16]</sup>, 但其地上生物量与围封草地无显著差别。退耕还草地单位面积上维持较高地上生产力与物种组成和植物氮素营养状况有关。退耕还草地有较多一年生草本植物(其生物量占群落生物量的 13%~29%, 围封草地仅 1%), 这些演替早期的物种具有生长快, 迅速占领地上生境的特点<sup>[19]</sup>; 另外, 退耕还草地土壤矿化氮含量和氮周转速率与围封草地无显著差别<sup>[20]</sup>, 但退耕

还草地地下生物量低, 植物易吸收到更多氮素。根据平衡生长理论, 当地下土壤氮素资源获得性增加时, 植物会优先将生物量分配给地上部分, 维持较高地上生产力。

退耕还草地和围封草地地下生物量和生产力差别较大, 例如, 3 种退耕还草地 0~40 cm 地下生物量平均仅为围封草地的 50%, 地下生产力仅为围封草地的 20%~50%。即使在施肥和加水后, 退耕还草地总生产力也远低于围封草地, 说明天然草地能依靠自我水分、养分循环维持较高生产力, 并且能更有效地将地上合成物质转入地下(表现在围封草地 BNPP/ANPP 远高于退耕还草地, 两者分别为 4.4~5.5 和 1.0~2.3)。退耕还草地与围封草地地下生物量差别与物种组成和植物生长年限有关: 1)退耕还草地有较多一年生植物, 而围封草地以多年生植物为主。一年生植物生命周期短, 地上部分经历一个生长期就枯落死亡, 根系也死亡分解, 相应地根系积累量低; 而多年生植物根系生命周期长, 随时间增长积累庞大根系系统<sup>[21]</sup>。2)围封草地的植物生长年

限普遍大于退耕还草地。随着生长年限的延长,多年生植物的根系以密度扩张的方式增加,地下生物量提高<sup>[22]</sup>。

### 3.2 施肥对退耕还草地生物量和生产力的影响

施肥在短期内显著提高了退耕还草地的地上生物量。但施肥没有促进新物种出现,也没有使物种丰富度增加,主要是提高了蒙古冰草生物量从而提高了群落生物量,因此施肥主要以促进优势种——蒙古冰草生长的方式加快退耕还草地植被恢复。

施肥的退耕还草地植被生物量分配与围封草地有极显著差别。围封草地地下生物量高,地上生物量较低,植被具有高的根冠比(15.7)。这种生物量分配方式使植物能尽量多地从土壤中吸收水分和养分,保证和促进生长,又有利于减少地上部分蒸腾作用导致的水散失,从而使植被适应干旱贫瘠环境。施肥后,退耕还草地地上生物量增加,地下生物量没变,根冠比减小。一系列研究证明在半干旱区,草地和人工林地上生物量大幅度提高会加大植物水分蒸腾,形成土壤干层。如不及时管理,最终会恶化水生态环境,引起草地和林地衰退甚至死亡<sup>[23-24]</sup>。

物种对氮的不对称竞争经常导致施肥草地物种组成发生变化、生物多样性下降<sup>[25-26]</sup>。本研究发现施肥后多年生禾草有更强生长优势,施肥小区多年生禾草生物量比例显著增加。禾本科植物比例增加不利于生物结皮形成及豆科植物入侵<sup>[27]</sup>,因此施肥必将限制生态系统通过生物固氮作用自我积累氮素的过程。这样,施肥对退耕还草地植被恢复的影响有两方面:一方面通过禾草类的优势生长迅速提高地上生物量,加快植被恢复,有利于水土保持;另一方面施肥引起的地上生物量大幅度提高和禾本科植物比例增加不利于生态系统水分、养分自我恢复,从而限制退耕地植被持续健康发展。

### 3.3 降水增加对退耕还草地植被恢复的影响

水分是限制半干旱区植被恢复的最重要因子,降水量越大,水分含量越高,植被恢复进程越快<sup>[28]</sup>。本研究中夏季降水增加后退耕还草地地上、地下生物量增幅不明显,地下生产力显著提高,证明降水增加对退耕还草地植被恢复有一定正效应。

夏季降水增加对退耕还草地优势种(蒙古冰草和猪毛蒿)生物量影响均不显著,可能与以下两个原因有关:1)在半干旱区,种子萌发关键期在4、5月份<sup>[29-30]</sup>,而夏季降水增加对退耕还草地水分的影响主要在夏季,对春季无明显影响<sup>[20]</sup>。以蒙古冰草为例,6%土壤含水量是其种子萌发临界点<sup>[31]</sup>。退耕还草地蒙古冰草种子成熟后,由于外力迁移作用

弱,大部分种子散落在地表。4、5月份时,退耕还草地土壤水分变化很大,但表层很少超过此阈值<sup>[21]</sup>。2)无论蒙古冰草还是猪毛蒿都属耐旱型物种,7、8月份是该区降水丰沛期,自然降水能满足耐旱型植物的生理需水要求,此时额外的降水量增加对其生长影响有限。例如王勇<sup>[31]</sup>发现适宜水分胁迫和适度水分胁迫下猪毛蒿干物质积累量并无显著差异。海棠等<sup>[32]</sup>通过喷灌试验也发现降水增加对蒙古冰草产草量的影响非常有限。相反,我们发现多年生杂类草对降水增加反应敏感,其生物量在增加降水处理两年后提高128%。因此物种组成影响夏季降水增加对退耕还草地植被生物量恢复的效果。

综上所述,施肥能在短期内显著促进退耕还草地地上生物量增加,但施肥后,生物量分配与自然草地有较大分异。因此退耕地还草后,在施肥的同时,应辅助其他措施调节地上生物量,达到促进退耕还草地快速、可持续健康发展的目的。短期内,夏季降水增加对退耕还草地植被生物量的影响较小,这与退耕地物种组成有极大关系。

## 参考文献 References

- [1] 孔维静, 郑征. 岷江上游茂县退化生态系统及人工恢复植被地上生物量及净初级生产力[J]. 山地学报, 2004, 22(4): 445-450
- [2] Kong W J, Zheng Z. The aboveground biomass and net primary productivity of degraded and artificial communities in Maonian, upper reach of Minjiang River[J]. Journal of Mountain Science, 2004, 22(4): 445-450
- [3] 毛伟, 李玉霖, 崔夺, 等. 沙质草地不同生活史植物的生物量分配对氮素和水分添加的响应[J]. 植物生态学报, 2014, 38(2): 125-133
- [4] Mao W, Li Y L, Cui D, et al. Biomass allocation response of species with different life history strategies to nitrogen and water addition in sandy grassland in Inner Mongolia[J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 2014, 38(2): 125-133
- [5] Keddy P, Fraser L H, Wisheu I C. A comparative approach to examine competitive response of 48 wetland plant species[J]. Journal of Vegetation Science, 1998, 9(6): 777-786
- [6] Enquist B J, Niklas K J. Global allocation rules for patterns of biomass partitioning in seed plants[J]. Science, 2002, 295(5559): 1517-1520
- [7] 程军回, 张元明. 水分胁迫下荒漠地区 2 种草本植物生物量分配策略[J]. 干旱区研究, 2012, 29(3): 432-439
- [8] Cheng J H, Zhang Y M. Strategies for biomass allocation of two desert plant species under water stress[J]. Arid Zone Research, 2012, 29(3): 432-439
- [9] 毕捷, 张乃莉, 梁宇, 等. 施氮和增雨对内蒙古半干旱地区草原土壤微生物群落碳源利用潜力的影响[J]. 中国生态农业学报, 2012, 20(12): 1586-1593
- [10] Bi J, Zhang N L, Liang Y, et al. Impacts of increased N use

- and precipitation on microbial C utilization potential in the semiarid grassland of Inner Mongolia[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2012, 20(12): 1586–1593
- [7] 蔡学彩, 李镇清, 陈佐忠, 等. 内蒙古草原大针茅群落地上生物量与降水量的关系[J]. 生态学报, 2005, 25(7): 1657–1662
- Cai X C, Li Z Q, Chen Z Z, et al. The relationship between aboveground biomass and precipitation on *Stipa grandis* steppe in Inner Mongolia[J]. Acta Ecologica Sinica, 2005, 25(7): 1657–1662
- [8] 彭琴, 齐玉春, 董云社, 等. 干旱半干旱地区草地碳循环关键过程对降雨变化的响应[J]. 地理科学进展, 2012, 31(11): 1510–1518
- Peng Q, Qi Y C, Dong Y S, et al. Responses of carbon cycling key processes to precipitation changes in arid and semiarid grassland ecosystems: A review[J]. Progress in Geography, 2012, 31(11): 1510–1518
- [9] 潘庆民, 白永飞, 韩兴国, 等. 氮素对内蒙古典型草原羊草种群的影响[J]. 植物生态学报, 2005, 29(2): 311–317
- Pan Q M, Bai Y F, Han X G, et al. Effects of nitrogen additions on a *Leymus chinensis* population in typical steppe of Inner Mongolia[J]. Acta Phytocologica Sinica, 2005, 29(2): 311–317
- [10] 于占源, 曾德慧, 姜凤岐, 等. 半干旱区沙质草地生态系统碳循环关键过程对水肥添加的响应[J]. 北京林业大学学报, 2006, 28(4): 45–50
- Yu Z Y, Zeng D H, Jiang F Q, et al. Responses of key carbon cycling processes to the addition of water and fertilizers to sandy grassland in semi-arid region[J]. Journal of Beijing Forestry University, 2006, 28(4): 45–50
- [11] 陈小燕, 梁宗锁, 杜峰, 等. 施肥干扰对陕北黄土丘陵区三个典型群落结构组成的影响[J]. 生态学报, 2007, 27(7): 3061–3071
- Chen X Y, Liang Z S, Du F, et al. The effect of disturbance on the structure and form of three typical communities in Loess hilly region of the northern of Shaanxi Province[J]. Acta Ecologica Sinica, 2007, 27(7): 3061–3071
- [12] 辛小娟. 氮、磷添加对亚高山草甸地上/地下生物量分配及植物功能群组成的影响[D]. 兰州: 兰州大学, 2011
- Xin X J. Effects of N, P addition on above/below-ground biomass allocation and plant functional types' composition in a sub-alpine meadow[D]. Lanzhou: Lanzhou University, 2011
- [13] 邓建明, 姚步青, 周华坤, 等. 水氮添加条件下高寒草甸主要植物种氮素吸收分配的同位素示踪研究[J]. 植物生态学报, 2014, 38(2): 116–124
- Deng J M, Yao B Q, Zhou H K, et al. Nitrogen uptake and allocation characteristics of alpine meadow main species under water and nitrogen additions based on  $^{15}\text{N}$  isotope[J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 2014, 38(2): 116–124
- [14] 李秋艳, 赵文智. 5种荒漠植物幼苗对模拟降水量变化的响应[J]. 冰川冻土, 2006, 28(3): 414–420
- Li Q Y, Zhao W Z. Responses of seedlings of five desert species to simulated precipitation change[J]. Journal of Glaciology and Geocryology, 2006, 28(3): 414–420
- [15] 李裕元, 邵明安. 子午岭植被自然恢复过程中植物多样性的变化[J]. 生态学报, 2004, 24(2): 252–260
- Li Y Y, Shao M A. The change of plant diversity during natural recovery process of vegetation in Ziowuling area[J]. Acta Ecologica Sinica, 2004, 24(2): 252–260
- [16] 朱桂林. 土地利用历史及管理对内蒙古典型草原群落结构的影响[D]. 北京: 中国科学院植物研究所, 2007
- Zhu G L. Effects of land use history and managements on community structure in Inner Mongolia steppe[D]. Beijing: Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, 2007
- [17] Sala O E, Austin A. Methods of estimating aboveground net primary productivity[M]//Sala O E, Jackson R B, Mooney H A, et al. Methods in Ecosystem Science. New York, USA: Springer, 2000: 3
- [18] Smit A L, Bengough A G, Engels C, et al. Root Methods: A Handbook[M]. Berlin Heidelberg: Springer Press, 2000: 175–206
- [19] 杜峰, 梁宗锁, 山仑, 等. 黄土丘陵区不同立地条件下猪毛蒿种内、种间竞争[J]. 植物生态学报, 2006, 30(4): 601–609
- Du F, Liang Z S, Shan L, et al. Intraspecific and interspecific competition of *Artemisia scoparia* under different site conditions in the hilly region of loess plateau[J]. Journal of Plant Ecology, 2006, 30(4): 601–609
- [20] Zhang J F, Han X G.  $\text{N}_2\text{O}$  emission from the semi-arid ecosystem under mineral fertilizer (urea and superphosphate) and increased precipitation in northern China[J]. Atmospheric Environment, 2008, 42(2): 291–302
- [21] 于永强, 宇万太, 张璐. 海伦撂荒地植物生物量的季节变化[J]. 应用生态学报, 2002, 13(6): 685–688
- Yu Y Q, Yu W T, Zhang L. Seasonal fluctuation of plant biomass in land remained bare in Hailun experimental station[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2002, 13(6): 685–688
- [22] 吴健. 草地早熟禾根系生长过程及吸水动态研究[D]. 北京: 北京林业大学, 2011
- Wu J. Root growth and water absorption dynamics of Kentucky bluegrass[D]. Beijing: Beijing Forestry University, 2011
- [23] 陈洪松, 邵明安, 王克林. 黄土区深层土壤干燥化与土壤水分循环特征[J]. 生态学报, 2005, 25(10): 2491–2498
- Chen H S, Shao M A, Wang K L. Desiccation of deep soil layer and soil water cycle characteristics on the Loess Plateau[J]. Acta Ecologica Sinica, 2005, 25(10): 2491–2498
- [24] 程积民, 程杰, 高阳. 半干旱区退耕地紫花苜蓿生长特性与土壤水分生态效应[J]. 草地学报, 2011, 19(4): 565–569
- Cheng J M, Cheng J, Gao Y. Alfalfa growth characteristics and soil water dynamics of grassland converted from cropland in semi-arid region[J]. Acta Agrestia Sinica, 2011, 19(4): 565–569
- [25] Rajaniemi T K. Why does fertilization reduce plant species diversity? Testing three competition-based hypotheses[J]. Journal of Ecology, 2002, 90(2): 316–324
- [26] 李禄军, 曾德慧, 于占源, 等. 氮素添加对科尔沁沙质草地物种多样性和生产力的影响[J]. 应用生态学报, 2009, 20(8): 1838–1844
- Li L J, Zeng D H, Yu Z Y, et al. Effects of nitrogen addition



- on grassland species diversity and productivity in Keerqin Sandy Land[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2009, 20(8): 1838–1844
- [27] 程军回, 张元明. 影响生物土壤结皮分布的环境因子[J]. 生态学杂志, 2010, 29(1): 133–141  
Cheng J H, Zhang Y M. Environmental factors affecting soil bio-crust distribution[J]. Chinese Journal of Ecology, 2010, 29(1): 133–141
- [28] Otto R, Krüsi B O, Burga C A, et al. Old-field succession along a precipitation gradient in the semi-arid coastal region of Tenerife[J]. Journal of Arid Environments, 2006, 65(1): 156–178
- [29] 朱选伟, 黄振英, 张淑敏, 等. 浑善达克沙地冰草种子萌发、出苗和幼苗生长对土壤水分的反应[J]. 生态学报, 2005, 25(2): 364–370  
Zhu X W, Huang Z Y, Zhang S M, et al. The responses of seed germination, seedling emergence and seedling growth in *Agropyron cristatum* to sand water content in Otindag Sandland, China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2005, 25(2): 364–370
- [30] 何玉惠, 赵哈林, 刘新平, 等. 沙地恢复过程中两种一年生植物种子萌发和幼苗种群动态研究[J]. 中国沙漠, 2010, 30(6): 1331–1335  
He Y H, Zhao H L, Liu X P, et al. Seed germination and seedling population dynamic of two annual plants during sand land restoration process[J]. Journal of Desert Research, 2010, 30(6): 1331–1335
- [31] 王勇. 黄土高原菊科蒿属四种植物的耗水规律及抗旱特性研究[D]. 杨陵: 西北农林科技大学, 2010  
Wang Y. Study on water-consumption characteristics and drought-resistance mechanism of four *Artemisia* species in Loess Plateau[D]. Yangling: Northwest Agriculture and Forestry University, 2010
- [32] 海棠, 韩国栋, 胡跃高. 荒漠草原区灌溉和旱作条件下蒙古冰草和新麦草产草量的构成因素[J]. 草地学报, 2007, 15(3): 269–272  
Hai T, Han G D, Hu Y G. Yield and its contributors of *Agropyron mongolicum* Keng and *Psathyrostachys juncea* (Fisch.) Nevski under irrigation and rainfed conditions[J]. Acta Agrestia Sinica, 2007, 15(3): 269–272